

A TALAJOK SAJÁTÓSÁGAI A VÁROSI ÖKOSZISZTÉMÁBAN – SZEGED TALAJAINAK ÁTFOGÓ ELEMZÉSE

FARSANG ANDREA¹ – PUSKÁS IRÉN²

CHARACTERISTICS OF SOILS IN URBAN ECOSYSTEMS
– A COMPLEX ANALYSIS OF SOILS IN SZEGED

Abstract

Urbanization results in functional and qualitative changes of natural ecosystems, and alters the ecological balance. Nowadays, urban soils attract more and more attention, as they are one of the key elements of the urban ecosystem. The determination of their properties is of great importance both from the aspect of soil science and human health. Therefore, soil samples were taken at 25 sites from horizons of soil profiles located in the downtown and surroundings of Szeged in order to examine diagnostic properties different from natural soils (artefacts, humus content, quality of organic matter, pH [H₂O, KCl], carbonate content, nitrogen content). Furthermore, average topsoil samples (0–10 cm depth, 2–4 m²) were taken citywide in order to determine the total and mobile concentrations of heavy metals (Co, Cu, Ni, Pb, Zn, Cr, Cd). Besides all this, one of bioindicators (mosses) were applied to indicate background metal contamination.

Keywords: urban soils, heavy metals, bioindicators, contamination

Bevezetés

Az eredeti morfológiát megváltoztató beavatkozások a helyi topográfiai viszonyoktól függően eltérő arányban és mértékben, gyakorlatilag minden nagyobb városban folyamatosan zajlanak (RÓZSA P. 2004). Következésképpen a nagyvárosok területén az eredeti talajok helyén akár több m vastag ún. kultúrszint halmozódhat fel. BOITSOV, I. A. et al. (1993) szerint az eredeti talajt fedő kultúrrétegre magas pH-érték és durvavázrész-tartalom, a technogenetikai hatások egyértelmű nyomai, illetve kiemelkedő mennyiségű régezzeti műtermékek jellemzőek. SZABÓ J. (1993) szerint a feltöltések eredményeképpen a városokban exkavációs (kimélyített, negatív), planírozott (elegyengetett) és akkumulációs (felhalmozódásos, pozitív) morfológiai formák jönnek létre.

A mesterséges feltöltésekből álló talajok két típusát lehet elkülöníteni. Az egyik olyan – mindenképpen kedvezőbb tulajdonságokkal rendelkező – talajtípus, amelynek áthalmozott anyaga természetes genetikájú, földszerű szediment, a másik valamilyen mesterséges anyag (pl. építési törmelék, meddő, hulladék stb.). Az utóbbi esetben a talajképződés még hosszú idő alatt sem eredményes (PUSKÁS I. – FARSANG A. 2008). KOSSE, A. (2000) a talajhoz kapcsolódó emberi tevékenységet (mint pl. a talaj elhordása, feltöltés stb.) antropológiai folyamatnak tekinti, aminek során nincs elegendő idő a pedogenezis kiteljesedésére. LEHMANN, A. – STAHR, K. (2007) „belső antropogén”, „külső antropogén”, valamint „természetes” városi talajokat különböztet meg. A szűkebb érte-

¹ Egyetemi docens, SZTE TTK FFT Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék 6722, Szeged, Egyetem u. 2. (andi@earth.geo.u-szeged.hu)

² Tanszéki munkatárs, SZTE TTK FFT Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék 6722, Szeged, Egyetem u. 2. (puskas@earth.geo.u-szeged.hu)

lemben vett városi talajokat az adott település közigazgatási határán belül levő, nem mezőgazdasági jellegű tevékenységek (pl. ipar, közlekedés, háztartás stb.) hatására jelentős műtermékkel rendelkező *belső városi talajok* képviselik. A szélesebb értelemben vett *külső városi talajokhoz* tartozik minden olyan talaj, amelynek kialakulására a város közigazgatási határán kívül zajló, a város életét elősegítő emberi tevékenységek (bányászat, infrastruktúra, ipar, építkezések stb.) gyakoroltak hatást. A *természetes városi talajok* csoportjához pedig főként az igen fiatal városok bizonyos talajai sorolhatók. STROGANOVA, M. – PROKOFJEVA, T. (2002) szerint a városi talajok evolúciójában a városi terület-használati típusok, az altalaj típusa, fizikai és kémiai tulajdonságai és az idő játszanak meghatározó szerepet. SCHARENBRUCH, B. C. et al. (2005) az idő szerepét emelik ki: az urbanizáció hatásai – a talaj fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságait javító folyamatoknak köszönhetően – az egykori zavarás óta eltelt idővel arányosan csökkennek. CRAUL, P. J. – KLEIN, C. J. (1980) a városi talajok vertikális és horizontális változékonyságát különböztették meg. Megállapították, hogy míg a legtöbb természetes talajszelvényben az egyes szintek között fokozatos az átmenet, addig a városi szelvények éles határfelületekkel elkülönült rétegeinek tulajdonságai (pl. textúra, struktúra, humusztartalom, pH, térfogattömeg, átlevégőzőtség stb.) a talaj származásától függően jelentős különbségeket mutatnak. A térbeli változékonyság szintén az – egyszerű vagy összetett – emberi tevékenység eredménye. A térbeli változatosság felmérése igen nehéz, mert a városi talajok változásában valószínűleg a „pont”-faktorok a meghatározóbbak a regionális faktorokkal szemben (ZHAO, Y. G. et al. 2007). Ezért bárminemű fejlesztési beavatkozást megelőzően a térbeli változékonyság illusztrálására részletes talajmintázás, ill. nagy méretarányú térképek készítése szükséges.

A városi területen igen gyakori jelenség a talajkompakció, ami a talajfelszínre kifejtett erők hatására bekövetkező pórustercsökkenést jelent (PATTERSON, J. C. 1976). A városi környezet és a városi területhasznosítás nem kedvez az előnyös talajszerkezet kialakulásának: a taposás, valamint a járművek súlya hatására összetömörödött talajok csak korlátozott átszivárgást lehetővé tevő lemezes szerkezettel rendelkeznek (MUCSI L. 1996). A csupasz városi talajfelszínen gyakran figyelhető meg „kéreg” kialakulása, amely vagy a felszínen vagy a felszín néhány cm-én belül jelenik meg. A jelenség a már említett kompakcióval, illetve a vegetációborítás hiányával magyarázható, de kialakulásához a becsapódó esőcseppek kinetikus energiájának az aggregátumokat szétcsapó hatása is jelentősen hozzájárul (CRAUL, P. J. 1994). Az ilyen legkevésbé permeábilis rétegek akadályozhatják a víz áramlását és a gázok diffúzióját akár az egész talajszelvényben is. Minél közelebb van ez a réteg a felszínhez, annál nagyobb a negatív hatása. A városi környezetben oly gyakori felszíni lefedettség BARRETT, I. (1987) szerint a belvárosi területeken eléri a 80%-ot, míg a szuburbán térségben 50% körül van.

A tömörödöttség, valamint az ezzel együtt járó oxigénhiány következtében a mikrobiális lebontó szervezetek rendszerint hiányoznak; a nagyon fiatal városi talajok szervesanyag-tartalmának jelentős részét szerves hulladék adja. A szennyezőanyagok nagyobb mértékű megkötésére képes humuszsavak és huminvegyületek mennyisége meglehetősen csekély (BEYER, L. et al. 1995). A szerves anyag hiányából következik, hogy csökken a talaj tápanyag-szolgáltató és víztartó képessége, szerkezetstabilitása és pufferképessége (FORRÓ E. et al. 2004).

A városi talajokra megszakított szervesanyag-ciklus és szegényes tápanyag- (különösen nitrogén-, kén- és foszfor-) utánpótlás jellemző, mivel az avart és az állati maradványokat hulladékként összegyűjtik. Emellett sok városi talaj nem az eredeti alapkőzetén fekszik, így nem részesül a szervesetlen ásványok mállása során felszabaduló tápanyagokból.

Az urbán talajok általában alkáli fémekben gazdagabbak, mint a városkörnyékiek, ezért pH-értékük is magasabb. Az építkezési hulladékok ugyanis emelik a talaj Ca-tartalmát, amit az ún. mészkedvelő növények (*Clematis vitalba*, *Polemonium caeruleum*, *Centaureum erythraea*, *Carex flacca* stb.) megjelenése tanúsít. Emellett az utak mentén jégmentesítés céljából kiszórt Na- és Ca-klorid szintén magas, 9 körüli pH-t okoz. Nyáron pedig a Ca-ban gazdag öntözővíz emelheti meg a talaj pH-ját (BOCKHEIM, J. G. 1974; CHINNOW, D. 1975; CRAUL, P. J. – KLEIN, C. J. 1980).

1. táblázat – Table 1

A városi talajok funkciói (LEHMANN, A. – STAHR, K. 2007 nyomán)
The functions of urban soils (after LEHMANN, A. – STAHR, K. 2007)

„Hasznos” funkciók

- Zöldséget, gyümölcsöt biztosít a városi élelmiszerellátás számára
- Folyamatosan megújuló talajvizet nyújt a vízellátó rendszereknek

Az infrastruktúrához fűződő funkciók

- Közéget biztosít az alternatív esővíz menedzsment számára
- A rekreációs és sporttevékenységek helyszínéül szolgál

A katasztrófa-elhárításban nyújtott funkciók

- A magába szívott víz által elősegíti az esővíz-, ill. árvízvédelmet
- A szennyező anyagokat visszatartja, lebontja vagy immobilizálja

A környezeti minőségre, ill. a kulturális örökségre vonatkozó funkciók

- Csapdálul szolgál, így csökkenti a lebegő por mennyiségét
 - A szén megkötésével csökkenti a légkör CO₂-koncentrációját
 - Főként a párologtatás általi hűtés révén pufferezi a hőmérséklet- és nedvesség-viszonyokat
 - Közegül szolgál a ruderalis növényzet, valamint a nyilvános és magán „zöld területek” számára
 - Teret biztosít a közlekedésnek, az ipartelepeknek, a hulladéklerakóknak, a lakó-, ill. egyéb épületeknek, a parkoknak, a temetőknek, a kiskerteknek stb.
 - Östörténeti, ill. történeti archívumként szolgál
-

Jól ismert a városokban uralkodó hősziget jelensége, aminek hatására a városi talajokra nagyobb hőterhelés jut a vidékiekhez képest. Az átlagos évi középhőmérsékletbeli különbség 0,5-től 2°C-ig terjedhet. A növényi leárnnyékolás híján a talajt ért sugárzás mennyisége is megemelkedik. További jelentős módosulás figyelhető meg más, a talajképződés szempontjából fontos éghajlati elemek esetében is: a csapadék 10%-kal több, a párolgás mintegy 30–60%-kal kevesebb, a vegetációs periódus hossza mintegy 8–10 nappal hosszabb, az átlagos szélesebbesség pedig – a beépítettség szerkezetétől függően – 20%-kal alacsonyabb, mint a város környéki területeken. Ilyen körülmények között az evapotranspiráció emelkedik, a talaj szárazabbá válik, így az itt élő növények is egyre nagyobb stressznek vannak kitéve (LANDSBERG, H. E. 1981; UNGER J. 2007a).

A talajok fejlődését a csapadékvíz mennyiségén túl jelentősen befolyásolja a talajvíz mélysége és minősége. A talaj természetes vízháztartását, vízforgalmát a városi környezetben számos tényező korlátozza. Általában elmondható, hogy a városokban a talajvíz újraképződése a jelentős felszínborítottság (épületek, terek, úthálózat stb.) miatt lelassul, hiszen a csapadék jelentős része a csatornahálózatba kerül és nem szivárogoz le a talajon át a talajvízig. Ennek következménye, hogy alacsonyabb talajvízszint-értékeket mérhetünk, mint a környező területeken. Ezt a tendenciát fokozzák a – főként ipari célú – talajvíz-kiemelések (FARSANG A. – PUSKÁS I. 2007; UNGER J. 2007b).

Az emberi tevékenység révén a természetes folyamatokhoz képest nagyságrendekkel több elem szóródik szét a környezetben. A nehézfémekkel jelentősen szennyezett területek alapvető környezeti problémát jelentenek, mivel számos elem a feltalajban maradványokként, esetleg évezredekig keresztül megőrizheti potenciális mérgező hatását. Különösen érvényes ez a főként mesterséges anyagokból álló városi felszínekre, amelyek fémmegkötő képessége sokkal gyengébb a természetes felszínekéhez képest (WONG, C. S. C. et al. 2006). Ennek az az oka, hogy a porózus felszínű mesterséges anyagok mikroszerkezetük révén visszatartják a fémeket, ezáltal a fémszennyeződések forrásává válhatnak. Következésképpen a városi környezetben kiülepedett fémgazdag részecskék viszonylag mobilisak maradnak.

A természetes talajok rendszerint kapcsolatban vannak az alapkőzettel, amelyek ásványtani összetételének ismeretében megbecsülhető a talajban levő fémek háttérértéke. A nagymértékben zavarított városi talajszelvények ellenben nem feltétlenül vannak közvetlen kapcsolatban az alapkőzettel (BANAT, K. M. et al. 2005); fémtartalmuk litogén és antropogén forrásból is származhat.

A talaj természetes nehézfém-tartalma a talajképző kőzet mállásából származik. Ez a szelvényben jellegzetes vertikális eloszlást idéz elő: a nehézfém-tartalom a talajképző kőzet felől a felszín felé csökken. Ezzel szemben az emberi tevékenység következtében a talajba kerülő nehézfémek mennyisége a felszíntől a talajképző kőzet irányába csökken (THORNTON, I. 1991).

A fentiekben jellemzett városspecifikus degradációs folyamatok következtében a városperemektől a centrum felé haladva fokozatosan csorbul a talaj multifunkcionalitása, azaz képtelen maradéktalanul ellátni a természetes talajok nagy részére jellemző funkciókat (VÁRALLYAY GY. 1997). Míg a városon kívüli területek talajhasználatát csak a mezőgazdaságra, az erdőhasználatra, a rekreációs területek biztosítására korlátozódik, addig a város, ill. városi agglomeráció talajhasználatát sokkal szerteágazóbbnak mondható, hiszen az eredeti funkciók gyengülésével új, a természetes talajokra nem jellemző funkciók jelennek meg (pl. a városi talajok adnak otthont a közlekedésnek, az ipartelepnek, a hulladéklerakóknak, az épületeknek, a parkoknak, a temetőknek, a kiskerteknek stb.; *1. táblázat*).

A fentiek értelmében a szegedi városi talajokra irányuló kutatássorozatunk fő céljai az alábbiak:

- a város talajaiban végbemenő fizikai, kémiai változások jellemzése, ezek mértékének és módjának bemutatása;
- a pihenőterületek, parkok, játszóterek nehézfém-terheltségének értékelése a humán egészségügyi kockázat megbecslése érdekében;
- a város nehézfém-terheltségének összehasonlítása más dél-alföldi városok szennyezettségével;
- a városi talajokban jelenlevő nehézfémek litogén és antropogén eredetének elkülönítése;
- néhány bioindikátor-faj alkalmazhatóságának felmérése a város háttérszennyezettségének felmérésére, egy konkrét példánövénny vizsgálati eredményeinek bemutatása.

Mintaterület, felhasznált anyagok és módszerek

A városi talajok kutatásához Szeged ideális mintaterületnek bizonyult, mivel az 1879. évi tiszai árvízkatasztrófát követő nagymértvű feltöltés és a városi funkciók bővülésével erősödő egyéb antropogén tevékenységek (gyakori rátöltés, keverés, elhordás, mélyedések törmelékkal, szeméttel, háztartási hulladékkal való feltöltése, jelentős közlekedés-

terheltség stb.) együttesen formálták, illetve jelenleg is formálják a talajok morfológiáját és minőségét.

A fizikai, kémiai alapvizsgálatokhoz szükséges talajmintavétel 25 talajszelvény szintjeiből (124 minta) 2005 és 2006 folyamán történt a városban, illetve a külterületeken (kontrollminták). A feltöltéstérképek alapján a különböző mértékben feltöltött területeken (1. csak feltöltésből álló szelvények, 2. feltöltésből és természetes talajösszetételből álló, ún. „vegyes” szelvények, 3. külterületi, természetes szelvények) került sor a szelvényfeltáráásra. A műterméktartalmat (%) a mintaelőkészítést megelőzően választottuk el a talajfrakciótól. A pH (H_2O , KCl) meghatározása elektrometriás úton, *Radelkis* típusú digitális pH-mérővel történt. A talajminták száraz súlyának %-ban kifejezett karbonáttartalmát SCHEIBLER-FÉLE kalciméterrel határoztuk meg. A talaj őrsszótartalmát a vízzel telített talajpép elektromos vezetőképessége mérésével határoztuk meg (a MSZ-08-0206/2 : 1978 szerint). A szervesanyag-tartalom mérése 0,33 M-os $K_2Cr_2O_7$ jelenlétében, H_2SO_4 -as roncsolással zajlott. A humuszminőséget a humuszstabilitási koeficienssel (K-érték) adtuk meg (a MSZ 21470/52 : 1983 szerint). A nitrogéntartalom mérése *Gerhardt Vapodest 20* nitrogéndesztilláló készülékkel történt (a MSZ-080458-80 szerint). A fizikai talajféleséget az Arany-féle kötöttségi számmal jellemeztük (a MSZ-08-0205 : 1978 szerint).

A zöldterületek nehézfémterhelését célzó kutatások során Szegeden (44 minta) kívül – összehasonlításként – néhány dél-alföldi városban található parkok, játszóterek területéről, lehetőség szerint homokozók közeléből is történt mintavétel a talajszelvény felső 5–10 cm-éből. A talaj nehézfém-tartalmának vizsgálata két feltáró szerrel hét fémre történt: Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Zn, Pb. Az „összes” fém-tartalmat királyvizet, a mobilis, „felvehető” készletet LAKANEN – ERVIÖ-kivonással tártuk fel.

A litogén és geogén eredet elkülönítéshez a feltalajminták talaj- és durvavázrész-frakcióját különválasztottuk és e frakciók összes fém-tartalmát határoztuk meg.

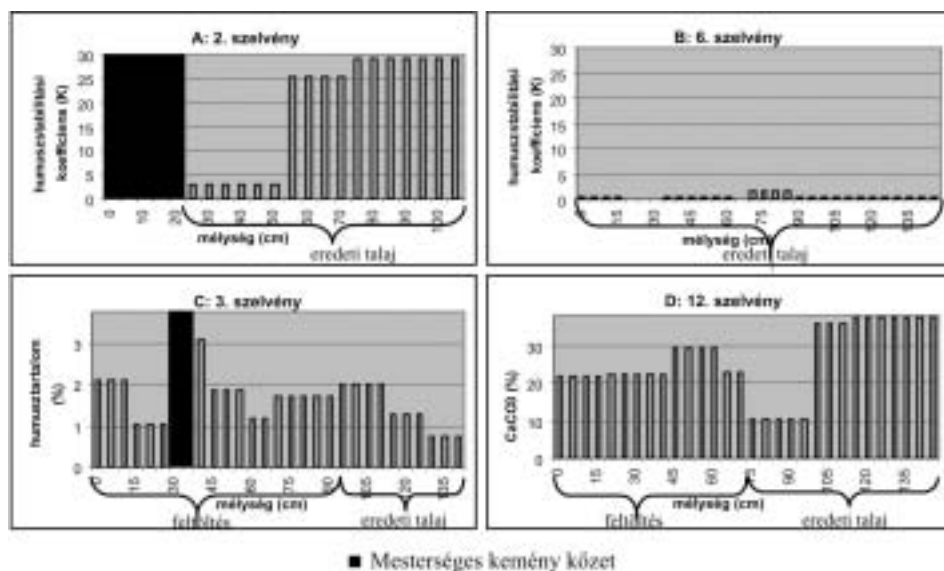
A 35 mintavételi helyről származó mohaminták feltárása salétromsavas-perklórsavas feltárással, a fémek mennyiségének mérése atomabszorpciós spektrométerrel történt.

Eredmények és megvitatásuk

A szegedi városi talajokra irányuló, immár két évtizedes múltra visszatekintő kutatás-sorozat eredményei közül először e talajok specifikus tulajdonságait feltáró fizikai, kémiai vizsgálatok (műtermék, karbonát, pH, őrsszó stb.) eredményeit mutatjuk be. Számos paramétert megvizsgáltunk a célból, hogy megtudjuk, mely paraméterek milyen mértékű módosulást szenvedtek az emberi tevékenységnek tulajdoníthatóan. Jelentős műtermékmennyiség főként a szelvények bolygatott rétegeiben figyelhető meg, míg a természetes rétegek rendszerint egyáltalán nem tartalmaznak műterméket. Azonban a bolygatott rétegek sem rendelkeznek feltétlenül megemelkedett műtermékmennyiséggel, hiszen a feltöltött anyag jellege jelentősen befolyásolja e talajparaméter alakulását.

Az antropogén rétegek fizikai talajfélesége uralkodóan homok, homokos vályog, szemben a természetes talajszintek agyagos vályog, agyag fizikai féleségével. A bolygatott rétegek humuszkoncentrációja rapszodikus ingadozást mutat, míg az eredeti eltemetett szintek az adott genetikai talajtípusnak megfeleltethetők. A nitrogéntartalom szelvénybeli eloszlása – a talaj szerves anyaga viszonylag állandó nitrogéntartalmának köszönhetően – azonos képet mutat a humusztartalommal. A fulvosavak dominanciájából adódó gyenge humuszminőség (alacsony K-érték) szintén a zavart rétegekre jellemző, szemben az inkább jó minőségű huminokat, huminsavakat tartalmazó természetes talajszintekkel. A feltöltött rétegek erős vagy mérsékelt karbonáttartalmát a *Phaeozem* talajokon fekvő

szelvények esetében az alapkőzet (löss) jelentősen megnöveli, aminek következtében a szelvények pH-értékeinek átlagai a gyengén lúgos, lúgos tartományba tolódnak. Az eredeti, természetes talajsíntek megjelenésével a karbonáttartalom a talajképző kőzet felé fokozatosan emelkedik, mivel a karbonátok a felső talajsíntekből kimosódva a mélyebb szintekben vagy a talajképző kőzetben halmozódtak fel (kilúgzódás). A vizes és a KCl-os pH különbsége a savanyodási hajlamot jelzi, ami a kilúgzás következtében lecsökkent karbonáttartalmú rétegekben volt jelentős (PUSKÁS I. – FARSANG A. 2009; 1. ábra).



1. ábra Néhány vizsgált szelvény K-értéke, humusz- és karbonáttartalma
Figure 1 K values, humus and carbonate contents for some of the profiles studied

A szóban forgó talajok fizikai, kémiai alapvizsgálatán túl talán még fontosabb városi környezetünk mind pontosabb humán-egészségügyi megtétele a talajok minőségi vizsgálata révén. Következésképpen igen fontos a pihenőparkok, játszóterek, városi zöldterületek taljai nehézfémterhelésének felmérése, hiszen e kis kiterjedésű fragmentált talajfoltoknak kiemelt jelentőségük van a városi lakosság életminőségének biztosításában (FARSANG A. – JÓRI Z. 1999).

A nehézfém-koncentrációk elemzése előtt elengedhetetlen a fémek megkötődését erősen befolyásoló talajtulajdonságok értékelése. A szegedi zöldterületi talajok kémhatása egységes képet mutat: a pH 7,0 és 7,9 között változik. A szervesanyag-tartalom magas, átlagosan 6,5%. Az Arany-féle kötöttséget vizsgálva a minták többsége a vályog-agyagos vályog fizikai talajféleség kategóriájába sorolható. Mivel a vizsgált talajok kémhatása a pH = 7 értéket meghaladja, a humusztartalom- és a kötöttségértékek is magasak, elmondható, hogy e talajok mind a hét vizsgált fém esetében magas toxikuselemmegkötőképességgel, környezetvédelmi pufferkapacitással (STEFANOVITS P. et al. 1999) rendelkeznek.

A talajok fémszennyezettsége a vizsgált hét nehézfém esetében változatos képet mutat (2. táblázat). A királyvízzel feltárt mintákban a Pb, Zn, Cr, Ni csak 2–3 esetben (2. ábra), míg a Cu minden mintában meghaladja a hatályos rendeletben megfogalmazott B szennyezettségi határértéket.

2. táblázat – Table 2

Szegedi városi talajok nehézfém-szennyezettsége, ppm
(az értékek „összes” fémtartalomra vonatkoznak)
Heavy metal contamination of soils in Szeged, ppm
(values refer to „total” metal content)

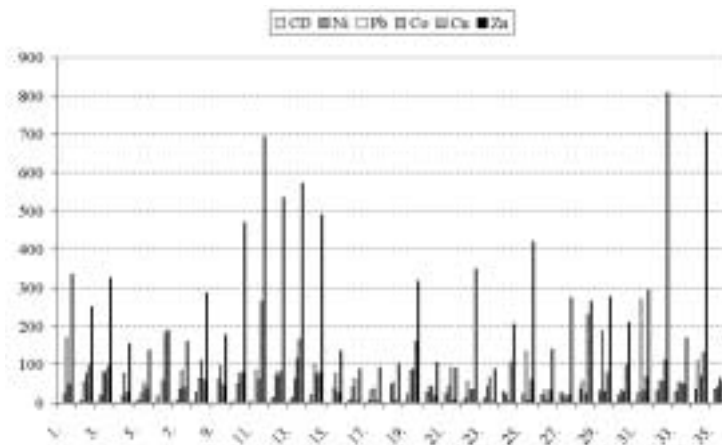
Megnevezés	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Városi talajok átlagos nehézfém-tartalma (0–10 cm)*	0,48	–	20	16,6	–	37,3	66
Antropogén terheléstől mentes talajok átlagos nehézfém-tartalma**	0,1–0,5	–	5–100	2–40	5–50	2–60	10–80
Javasolt határértékek a talajhasználat függvényében – gyermekjátékszótér***	2	–	50	50	40	200	300
Szegedi zöldterületek talajainak átlagos nehézfém-tartalma	1,77	46,7	17,4	270,39	30,1	47,04	109,82
Szegedi zöldterületi talajok nehézfém-tartalma (minimális érték)	0,20	15,2	5,44	198,89	9,19	11,05	11,77
Szegedi zöldterületi talajok nehézfém-tartalma (maximális érték)	13,29	69,8	73,4	509,04	58,9	332,81	650,64
Talajokra vonatkozó „B” szennyezettségi határérték****	1	30	75	75	40	100	200

* FIEDLER, H. J.–RÖSLER, H. J. (ed.) 1993.

** BRÜMMER et al. 1991.

*** KLOKE, A. 1980.

**** 10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet (A felszín alatti víz és a földtani közeg védelméhez szükséges határértékről)



2. ábra A mohaminták nehézfém-koncentrációja, ppm
Figure 2 Heavy metal concentrations in moss samples, ppm

A szegedi talajokban mért elemtartalmakat számos egyéb referenciaértékhez is hasonlíthatjuk. Az „antropogén terheléstől mentes talajokra” vonatkozó értékekkel a mért értékeket összevetve megállapítható, hogy Szeged zöldterületi talajainak terheltsége,

azaz a város háttérszennyezettsége igen jelentős. Az egyes mintavételi helyeket figyelembe véve szembevetendő, hogy a Szőregi út menti játszótéren, a Belvárosi híd újszegedi felhajtójánál vett minták minden fém esetében a városi talajokra vonatkozó határértéket meghaladó nehézfém-tartalmat mutatnak. E mintavételi pontok a régóta nagy autóforgalmat lebonyolító közlekedési csomópontok közelében vannak, és nincs olyan természetes vagy mesterséges létesítmény (bokor- vagy fasáv, épület), amely ezek hatását leárnýékolná.

A Tisza öntésterületén kijelölt mintavételi pont ugyancsak magas terhelésről tanúskodik. Számos országban (pl. Németország) – ellentétben a hazai gyakorlattal – a határértékek megállapításakor differenciálnak a talajhasználat függvényében. Az e listán szereplő, a gyerekjátszóterekre vonatkozó határértékeket Szeged játszótereinek talajai számos esetben meghaladják (*X. ábra*). Nem ritka az e határérték-rendszerben megadott C-érték (toxikus érték: károsodik a védendő objektum [növény, állat, ember], beavatkozás szükséges) túllépése sem (pl. a Cd, Cu esetében az említett mintavételi helyeken). Ezek az adatok a város bizonyos részeinek fokozott háttérszennyezettségére hívják fel a figyelmet.

A mobilis, felvehető elemtartalom esetében a határérték-probléma még szembeötlőbb: a mért értékeket ezért egy ideiglenes határérték-javaslattal (KÁDÁR I. 1998) vetettük össze (*3. táblázat*). Eszerint a Co- és Ni-értékek a város teljes területén a megengedett érték alatt maradnak, míg a többi elem nemritkán többszörösen meghaladja a szennyezettségi határt. A fent említett két mintavételi helyen a Cu mennyisége háromszorosa, az Pb-é pedig ötszöröse a határértéknek.

3. táblázat – Table 3

Szeged zöldterületi talajainak felvehető nehézfém-tartalma (ppm)

a javasolt ideiglenes határértékekkel összehasonlításban

(*B érték*: az a szennyezőanyag-koncentráció, amelyet meghaladó érték esetén a talaj szennyezettnek tekinthető)

A comparison of the available metal concentrations of soils (ppm) in the green areas of Szeged with proposed threshold values

(*B value*: the concentration above which the soil can be declared contaminated)

	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Szeged zöldterületi talajának felvehető nehézfém-tartalma (átlag)	0,21	3,91	3,25	38,02	5,47	24,79	14,49
Szeged zöldterületi talajának felvehető nehézfém-tartalma (min.)	<0,01	1,19	1,08	13,03	2,77	6,55	1,59
Szeged zöldterületi talajának felvehető nehézfém-tartalma (max.)	2,69	5,29	7,39	166,42	8,79	193,90	111,90
Javasolt ideiglenes határérték a talaj (NH ₄ -acetát + EDTA-oldható) felvehető elem-tartalmára (B-érték)*	–	10,00	3,00	40,00	20,00	25,00	20,00

* KÁDÁR I. 1998.

A szennyezettség mértékének megállapítására jó támpont más, hasonló nagyváros talajaiban mért értékek vizsgálata. Ha a szegedi adatokat összevetjük számos más dél-alföldi városban (Cegléd, Békéscsaba, Gyula, Debrecen) mért értékekkel, megállapíthatjuk, hogy a legtöbb fém (Cd, Co, Cu, Ni, Zn) esetében az átlagértékek és a maximum-értékek is Szegeden a legmagasabbak. A legnagyobb különbség a szegedi talajok Cu-tartalmá-

ban van, ez az érték majdnem egy nagyságrenddel nagyobb Szegeden, mint a másik négy város feltalajában (4. táblázat).

4. táblázat – Table 4

Álföldi nagyvárosok talajainak összes nehézfém tartalma, ppm
The total metal contents of soils in cities of the Great Plain, ppm

		Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Cegléd	Átlag	1,13	10,89	29,77	24,61	16,22	10,56	25,64
	Min. érték	0,02	7,23	0,35	4,45	5,03	0,25	4,19
	Max. érték	2,59	17,24	71,50	86,17	35,49	24,70	61,88
Békéscsaba	Átlag	0,93	9,03	108,08	10,96	16,85	69,08	85,39
	Min. érték	0,27	7,03	85,01	8,00	11,61	26,00	57,75
	Max. érték	1,93	12,65	143,70	13,87	20,06	126,80	150,30
Gyula	Átlag	0,54	7,44	25,69	24,34	12,59	25,32	76,41
	Min. érték	0,04	2,18	5,82	4,58	3,22	0,00	21,03
	Max. érték	1,11	13,35	55,05	86,44	22,49	50,82	135,80
Debrecen*	Átlag	<1,00	5,10	–	17,80	16,70	28,80	–
	Min. érték	<1,00	2,00	–	2,00	4,00	5,00	–
	Max. érték	<1,00	37,00	–	72,00	61,00	208,00	–
Szeged	Átlag	1,77	46,79	17,47	270,39	30,16	47,04	109,82
	Min. érték	0,20	15,25	5,44	198,89	9,19	11,05	11,77
	Max. érték	13,29	69,85	73,46	509,04	58,96	332,81	650,64

*SZEGEDI S. 1999.

5. táblázat – Table 5

A feltalajokban mért fémek feldúsulásifaktor- (FF-) értékei
Values of the metal enrichment factor (FF) in topsoils

Szelvény-szám	FF(Co)	FF(Cd)	FF(Cr)	FF(Ni)	FF(Pb)	FF(Zn)	FF(Cu)
1.	0,3	0,5	1,1	1,4	7,8	6,0	4,9
2.	0,2	0,4	1,4	2,8	2,2	6,3	7,3
3.	0,8	0,5	1,8	3,0	68,4	15,4	14,9
4.	0,0	0,5	0,8	5,8	3,1	9,4	3,5
5.	1,2	0,6	0,6	0,9	3,6	4,7	4,2
6.	0,8	0,5	1,0	1,1	0,7	4,6	2,7
7.	0,3	0,6	0,8	1,4	1,2	1,4	1,6
8.	0,7	0,7	0,8	0,9	2,8	4,6	1,7
9.	3,2	0,9	0,8	0,6	1,6	3,2	0,8
10.	0,5	0,7	1,3	1,3	2,3	4,3	0,4
11.	0,5	0,8	0,2	1,3	2,6	3,0	0,1
12.	0,6	0,8	1,0	1,6	3,9	2,8	1,9
13.	0,7	0,8	1,3	1,6	1,7	1,2	1,6
14.	0,3	0,6	1,3	2,3	1,3	3,4	1,4
15.	1,1	0,7	1,0	1,6	1,2	3,3	0,9
22.	2,1	1,5	4,4	3,1	11,6	4,9	3,8
Átlag	0,8	0,7	1,2	1,9	7,2	4,9	3,2
Maximum	3,2	1,5	4,4	5,8	68,4	15,4	14,9
Minimum	0,0	0,4	0,2	0,6	0,7	1,2	0,1

A városi talajokat vizsgálva kulcskérdésként fogalmazódik meg a bennük levő fémek eredete. Az antropogén és a természetes eredetű fémeket a Rosenkranz-féle feldúsulási faktor (FF = a talajfrakció [< 2 mm] elemtartalma osztva a durva vázrész [> 2 mm] elem-tartalmával) segítségével különítettük el. Antropogén eredetűnek adódott a Pb, a Zn, a Ni és a Cu, természetes eredetűnek bizonyult a Co, a Cr és a Cd (5. táblázat). A nehéz-fém-tartalom vertikális változását az egyes antropogén szelvényekben összehasonlítva megállapítható, hogy bennük rapszodikus lefutás a jellemző, vagyis az egyes feltöltött rétegek az egykori származási helyükön ért szennyeződés mértékétől függően különböző fémkoncentrációt tartalmaznak (PUSKÁS, I. – FARSANG, A. 2008).

Mivel a talajtani kutatások között mára egyre inkább szerephez jutnak a biológiai indikátorok az emberi tevékenység talajokra gyakorolt hatásának becslésében (SZABÓ SZ. et al. 2007; SZALAI Z. 1998), ezért mi mohákat vizsgáltunk, amelyek jól akkumulálják a nehézfémeket.

A minták nehézfém-szennyezettsége – a vizsgált hat fém (Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Zn) esetében – változatos képet tár elénk. Mindenekelőtt fontos hangsúlyozni, hogy nem lehetséges mennyiségi egyeztetés a talajok és a mohaminták nehézfém-tartalma között, hiszen teljesen más vizsgálati objektumról van szó, összehasonlításukkal azonban számos következtetést lehet levonni. Összevetve a szegedi talajok és a mohaminták nehézfém-koncentrációit, egyértelművé válik, hogy az utóbbiak nagyságrendekkel meghaladják a talaj felvehető fémtartalmát. Ha ezt a talaj összes elemtartalmához viszonyítjuk, azt látjuk, hogy a mohák fémtartalma – a kadmium és a nikkel kivételével – magasabb a talajokénál. Mindez azt a feltevést igazolja, hogy a mohák jól jelzik a városi környezet különböző pontjaira jellemző háttérszennyezettséget.

VINAGRATOV (in GYÖRI D. 1975) az elemeket három fő csoportba osztja a növények általi akkumulációjuk szerint:

- azon elemekre, amelyek a növényekben nagyobb koncentrációban találhatók, mint a talajban: S, N, P, B, Mo, K, Cl, Br, I, C, Ca, Mg, Zn, Cu, Co, Ra, Rb;
- azon elemekre, amelyek a növényekben és a talajban azonos koncentrációban vannak jelen: Na, Mn, Sr, Li, Se;
- azon elemekre, amelyeket a növények csak kisebb mértékben vesznek fel, ezért koncentrációjuk a talajban lényegesen nagyobb, mint a növényi hamuban: Zr, Th, Cr, Ti, Al, V, Ir, Si, Pb, Ni, F.

Ez a megoszlás megfigyelhető az általunk vizsgált mohák esetében is: a mohatestben mért kobaltkoncentráció pl. ötszöröse, a cinké kétszerese a szegedi talajokra jellemző értéknek. A nikkel koncentrációja viszont – a fentieknek megfelelően – alacsonyabb a növényben a talajban mért mennyiségnél (6. táblázat). Kiemelkedő koncentrációkat (főként Cd, Zn, Cu) elsősorban a forgalmas, zsúfolt utak, csomópontok, sugárutak mellől származó mintákon mértünk, ami a közlekedés jelentős nehézfém-kibocsátásával magyarázható. A vizsgált mintavételi helyekre vonatkozólag elkészítettük a város mohaindikátorok által jelzett háttérszennyezettségi térképét, amelyen magas, közepes és alacsony háttérszennyezettségi kategóriát különíthetünk el. Magas háttérszennyezettséget mutatnak a városba bevezető sugárutak, közlekedési csomópontok, körutak, valamint olyan, nem nagy forgalmat lebonyolító belső területek, terek, amelyek zárt beépítettségűek, gyengén átszellőzöttek. Közepes háttérszennyezettség jellemzi azon utak, terek környékét, amelyek forgalmasak ugyan, de a kellő növényborítottság, fásor, sövény vagy magas épület csökkenti a közlekedés terhelő hatását. Várakozásunkkal ellentétben ebbe a kategóriába sorolhatók azok a terek is, amelyeket az autóforgalom elől évek óta elzártak, tehát in situ terhelés nem éri a növényzetet (pl. Dóm tér). A mohák által jelzett terhelés tehát távolabbi eredetű, a város más pontján keletkezett szennyezőanyag kiülepedése.

6. táblázat – Table 6

A moha felvehető és a talaj összes és felvehető nehézfém-tartalma, ppm
 The available heavy metal contents of mosses and total and available heavy metal contents in soils, ppm

	Szegedi talaj összes elemtartalma, ppm (királyvizes feltárás) (KURUNCZI E. 2000)	Szegedi talaj felvehető elemtartalma, ppm (Lakanen – Erviö-féle fel- tárás) (KURUNCZI E. 2000)	Mohák összes elemtartalma, ppm (PUSKÁS I. – FARSANG A. 2005)
Cd Szélesség	0,05–13,96	0,01–2,69	0,042–4,661
Átlag	1,47	0,32	1,28
Co Szélesség	2,93–27,85	1,19–5,29	4,546–170,4
Átlag	13,76	3,37	62,043
Cu Szélesség	–	–	3,399–263
Átlag	–	–	74,748
Ni Szélesség	2,88–58,56	2,77–8,79	0,236–36,62
Átlag	26,61	5,38	19,76
Pb Szélesség	10,9–549,5	6,87–193,9	17,95–269,1
Átlag	61,42	22,24	64,21
Zn Szélesség	31,56–839,43	2,56–111,95	89,16–809,8
Átlag	119,49	13,67	288,5

Akadnak olyan mintavételi helyszínek, amelyekben a mért hat fém minimális mennyiségben van jelen (*alacsony háttérszennyezettségű* területek). E pontok a főbb közlekedési vonalaktól távolabb esnek és jelentősebb zöldővezettel rendelkeznek.

Összefoglalás

A jelentős átalakító folyamatok következtében Szeged városi talajaiban az eredeti természetes talajokra nem jellemző tulajdonságok, sajátságok jelentek meg. A fentebb tárgyalt diagnosztikai talajparaméterek jelentős része jól jellemzi a városi talajok mesterséges voltát: a magas műterméktartalom, az ingadozó humuszkoncentráció, illetve nitrogéntartalom, a gyenge humuszminőség, a váltakozó karbonáttartalom és ahhoz kapcsolódó pH-változás, a módosult fizikai talajféleség mind az emberi befolyás következtében átalakult talajokról árulkodik.

A városi környezet mind pontosabb humán-egészségügyi megítélése érdekében elemeztük Szeged város zöldterületeinek, pihenőparkjainak, játszótereinek területéről gyűjtött feltalaj-, illetve homokozóminták nehézfém-tartalmát. A mért értékek a más városokban mértekkel és a vonatkozó határértékekkel összehasonlítva jelentős háttérszennyezettségről tanúskodnak. Az egészségügyi kockázat csökkentésére tehát nagyobb gondot kellene fordítani. Ennek lehetséges módjai a forgalmas közlekedési csomópontok mellett a parkokat lezáró zöld sáv létesítése, a felporzás és az inhalatív szennyeződés elkerülésére pedig a folyamatos növényborítottság (füvesítés) biztosítása.

Az intenzív emberi tevékenységek (főként a közlekedés) indokoltá tették a vizsgált fémek antropogén és geogén eredetének elkülönítését, aminek során világossá vált, hogy mind a feltalajokban, mind a vizsgált szelvényekben az Pb, Zn, Ni, Cu antropogén, míg a Co, Cr, Cd geogén eredetű.

A teljesebb kép kialakítása érdekében fontosnak tartottuk az indikációra alkalmas növények (mohák) bevonását is a városi környezet háttérszennyezettség-méréseibe. Mind a hat vizsgált fém esetében megállapítható, hogy szoros összefüggés van a közúti közlekedés mértéke, a beépítettség jellege, a terület átszellőzöttsége, valamint az ültetett növények mennyisége és a mért nehézfém-tartalom között. A nehézfémterhelés térbeli különbségei alapján nehézfémrel terhelte (körutak, sugárutak, forgalmas csomópontok), közepesen terhelte és minimális fémszennyezettségű helyeket különböztettünk meg. Megállapítottuk, hogy a mohák mint bioindikátorok sikeresen alkalmazhatók a városi környezetre jellemző szennyezések biomonitoringozására, a városi környezet nehézfém-háttérszennyezettségének kimutatására.

IRODALOM

- BANAT, K. M. – HOWARI, F. M. – AL-HAMAD, A. A. 2005: Heavy metals in urban soils of central Jordan: should we worry about their environmental risks? – *Environmental Research*, 97. pp. 258–273.
- BARRETT, I. 1987: Research in urban ecology. – Report to the Nature Conservancy Council.
- BEYER, L. – CORDSEN, E. – BLUME, H. P. – SCHLEUSS, U. – VOGT B. – WU Q. 1995: Soil organic matter composition in urbic anthrosols in the city of Kiel, NW-Germany, as revealed by wet chemistry and CMAS ¹³C-NMR spectroscopy of whole soil samples. – *Soil Technology*, 9. pp. 121–132.
- BOCKHEIM, J. G. 1974: Nature and properties of highly disturbed urban soils, Philadelphia, Pennsylvania. – Paper presented before Division S–5, Soil genesis, morphology and classification. Annual meeting of the Soil Science Society of America, Chicago.
- BOITSOV, I. A. – GUNOVA, V. S. – KRENKE, N. A. 1993: Landscapes of medieval Moscow: archeological and palynological investigations. – *Izv. Ross. Akad. Nauk, Ser. 4. Geogr.* 4. pp. 60–75.
- BRÜMMER, G. W. – HORNBERG, V. – HILLER, D. A. 1991: Schwermetallbelastung von Böden. – *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 63. pp. 31–42.
- CHINNOW, D. 1975: Bodenveränderungen durch carbonate und Streusalze im Westberliner Stadtgebiet. – *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 22. pp. 355–358.
- CRAUL, P. J. 1994: Soil compaction on heavily used sites. – *Journal of Arboriculture*, 20. pp. 69–74.
- CRAUL, P. J. – KLEIN, C. J. 1980: Characterization of streetside soils of Syracuse. – *Metria*, 3. pp. 88–101.
- FARSANG A. – JÖRI Z. 1999: Szeged város zöldterületi talajainak nehézfém terheltsége. – The 5th symposium on analytical and environmental problems, Szeged. *Proceeding Book*. pp. 47–54.
- FARSANG A. – PUSKÁS I. 2007: Városi és ipari területek talajai: Talajok nehézfém-tartalmának vizsgálata háttérszennyezettség kimutatására Szegeden. – In: MEZŐSI G. (szerk.): *Városökológia*. – JATEPress, Szeged. pp. 99–117.
- FIEDLER, H. J. – RÖSLER, H. J. (ed.) 1993: *Spurelemente in der Umwelt*. – Gustav Fischer Verlag, Jena–Stuttgart.
- FORRÓ E. – MOLNÁR J. – CSOMA Z. 2004: A városi talajok szervesanyag tartalmának környezetvédelmi hatásai. – *Talajvédelem. Különszám*. pp. 205–214.
- GYÖRI D. 1975: A környezetvédelem talajtani vonatkozásai. – BME Továbbképző Intézete, Budapest. Kézirat. 79 p.
- KÁDÁR I. 1998: Környezet- és természetvédelmi kutatások. A talaj–növény–állat–ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. – KTM, MTA TAKI.
- KLOKE, A. 1980: Richtwerte 80' Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. – *Mitteilungen VDLUFA*. Heft 1/3.
- KOSSE, A. 2000: Pedogenesis in the urban environment. – In: BURGHARDT, W. – DORNAUF, C. (eds): *First International Conference on Soils of Urban, Industrial, Traffic and Mining Areas, Essen*. (Proceedings, Volume I. pp. 241–245.
- KURUNCZI E. 2000: Szeged város zöldterületeinek, illetve gyermekjátszótereinek állapotfelvétele, különös tekintettel a talaj és a homokozók nehézfém-szennyezettségére. – *Diplomamunka*, Szeged.
- LANDSBERG, H. E. 1981: *The urban climate*. – Academic Press, New York. pp. 84–149.
- LEHMANN, A. – STAHR, K. 2007: Nature and significance of anthropogenic urban soils. – *Journal of Soil and Sediments*, 7. pp. 247–260.
- MUCSI L. 1996: A városökológia elmélete és alkalmazási lehetőségei Szeged példáján. – *Doktori értekezés, József Attila Tudományegyetem*, Szeged. pp. 29–39.
- PATTERSON, J. C. 1976: Soil compaction and its effects upon urban vegetation. – *Better Trees for Metropolitan Landscapes Symposium Proc. USDA Forest Service General Technical Report NE–22*. pp. 91–102.